

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

**CONTRIBUTION DES DÉBRIS LIGNEUX
GROSSIERS À LA PRODUCTIVITÉ DU PIN GRIS SUR LES DÉPÔTS
GROSSIERS DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE**

**MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE**

**PAR
FATEH SADI**

SEPTEMBRE 2007

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

AVANT-PROPOS

Ce travail de maîtrise s'est étendu sur une période non continue de 6 ans. Les résultats de cette étude ont été publiés dans *Forest Ecology and Management* sous l'intitulé « Coarse woody debris dynamics in a post-fire jack pine chronosequence and their relation with site productivity » (*Brais, S., Sadi, F. Bergeron, Y., Grenier, Y. 2005, For. Ecol. Manage. 220 : 216 - 226*). L'ordre des auteurs de la publication reflète la participation de chacun à la publication. Le présent document est le fruit de mon propre labeur sous la direction de Suzanne Brais et la co-direction de Yves Bergeron, ce qui explique les différences aussi bien que les similarités entre les deux documents.

Mes remerciements et toute ma gratitude s'adressent au Dr. Suzanne Brais, directrice de ce mémoire, pour sa disponibilité, sa patience et ses précieux conseils ainsi qu'à Yves Bergeron mon co-directeur

Mes remerciements vont également à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à ce travail.

Merci à Tous

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	ii
LISTE DES FIGURES	v
LISTE DES TABLEAUX	vi
RÉSUMÉ	vii
 CHAPITRE I : Introduction générale	 1
1.1- Généralités	1
1.2- Bois mort et succession forestière	2
1.3- Bois mort et matière organique du sol	3
1.4- Matière organique du sol et productivité forestière	5
1.5- Objectifs et hypothèses	6
 CHAPITRE II : Matériel et méthodes	 8
2.1- Description de la région d'étude	8
2.2- Sélection des sites	9
2.3- Récolte de données sur le terrain	10
2.4- Sélection des arbres	15
2.5- Analyse au laboratoire	16
2.5.1- Détermination de l'indice de qualité de station (IQS)	16
2.5.2- Caractéristiques physico-chimiques des sites	16
2.5.3- Densité des résidus ligneux grossiers	18
2.5.4- Capacité d'échange cationique (CEC)	18
2.6- Analyses statistiques	19

CHAPITRE III : Résultats	21
3.1- Caractéristiques des sites d'études	21
3.2- La rétention hydrique (rétention en eau disponible) des débris ligneux grossiers	26
3.3- Modèle de distribution des DLG en fonction du temps	29
3.4- Relation entre les caractéristiques des sites et la productivité	29
CHAPITRE IV : Discussion	34
4.1- Abondance des débris ligneux (chicots, billes et bois enfouis) en fonction du temps depuis le dernier feu	34
4.2- Capacité de rétention en eau des sites par l'intermédiaire des débris ligneux grossiers et du sol minéral	35
4.3- Relation entre la capacité de rétention en eau et en nutriments et la productivité du pin gris	36
CONCLUSION	39
RÉFÉRENCES	40

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
Figure 2.1 : Localisation des sites d'étude	11
Figure 2.2 : Répartition des points d'échantillonnage dans les sites d'étude	12
Figure 3.1: Densité du bois à différents stades de décomposition	27
Figure 3.2 : Eau non disponible (point de flétrissement) et disponible retenues dans les débris ligneux en fonction de leurs degrés de décomposition	28
Figure 3.3 : Relation entre la hauteur à 25 ans et la rétention en eau du sol minéral	31
Figure 3.4 : Accumulation des débris ligneux grossiers en fonction du temps depuis le dernier feu dans les peuplements de pin gris sur dépôts grossiers de l'Abitibi-Témiscamingue	32
Figure 3.5 : Modèle causal des relations entre la matière organique du sol, l'abondance du bois mort et l'indice de la qualité de station (hauteur à 25 ans	33

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
Tableau 2.1: Classe de décomposition des débris ligneux grossiers	14
Tableau 3.1: Caractéristiques des peuplements de pin gris naturels (après feu) occupant des dépôts d'origine glacio-lacustre à texture grossière en Abitibi-Témiscamingue	22
Tableau 3.2 : Caractéristiques physico-chimiques du sol de peuplements de pin gris sur les dépôts à texture grossière de l'Abitibi-Témiscamingue	23
Tableau 3.3 : Volume et masse des débris ligneux grossiers dans des peuplements de pin gris naturels issus de feu en Abitibi-Témiscamingue	24
Tableau 3.4: Rétention en eau disponible (poids/poids) des DLG et du sol minéral de peuplements de pin gris sur dépôts grossiers de l'Abitibi-Témiscamingue	25

RÉSUMÉ

Au fur et à mesure de sa décomposition, le bois mort s'intègre à la couverture morte (horizon LFH) du sol sous forme de bois enfoui et fini par s'incorporer à la fraction stable de la matière organique du sol. Nous avons émis l'hypothèse que le bois mort enfoui contribue à la rétention en eau des sols grossiers et de ce fait, participe à la productivité des peuplements de pin gris occupant ces sols.

Douze peuplements naturels de pin gris (*Pinus banksiana* L.) issus de feu, ont été échantillonnés à travers l'Abitibi ouest. À l'intérieur de chaque peuplement, nous avons procédé à l'échantillonnage des débris ligneux grossiers (DLG), du sol ainsi que de trois arbres dominants pour estimer l'indice de qualité de la station (IQS).

La quantité de bois mort enfouie dans la couverture morte variait entre 1 à 57m³ ha⁻¹ et pouvait représenter jusqu'à 92 % de la masse totale de bois mort (incluant les chicots et les billes). La rétention en eau disponible du bois mort est négligeable comparativement à celle du sol minéral et n'était pas un facteur déterminant dans la productivité des sites. Nous n'avons pas pu faire ressortir une relation entre la rétention en eau des bois mort enfouis et la productivité. Cependant, le bois enfoui avait un effet positif sur la capacité d'échange cationique (CEC) de la couverture morte alors que cette dernière expliquait 64 % de l'indice de qualité des stations. La conservation du bois mort sur les dépôts grossiers doit être envisagée si on veut assurer le maintien de la productivité de ces sites.

Pin gris, succession, bois mort, productivité, sols forestiers.

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Généralités

Les débris ligneux grossiers font partie des structures de l'écosystème laissées en place à la suite de perturbations catastrophiques, telles les incendies forestiers et les épidémies d'insecte, qui engendrent une mortalité importante du peuplement mais consomment peu de bois (Franklin, 1992). Au sein des écosystèmes forestiers, les débris ligneux grossiers (DLG), chicots (arbres morts debout) et rondins (arbres morts tombés), exercent de nombreuses fonctions écologiques qui permettent le maintien des principaux processus de fonctionnement de l'écosystème forestier après perturbation (Perry et Amaranthus, 1997). Ainsi, ces derniers fournissent un habitat pour des animaux et sont considérés comme un très bon lit de germination.

Les débris ligneux grossiers représentent tout le bois mort debout ou en surface du sol. Les DLG de surface peuvent être situés au-dessus de la couverture morte ou enfouis dans celle-ci. Plusieurs rôles leur sont conférés : la productivité des sites; biotope caractéristique pour certains végétaux, animaux et insectes (Harmon et *al.*, 1986); substrat favorable pour la fixation de l'azote (Griffiths et *al.*, 1993), réserve à long terme de carbone (Fleming et Freedman, 1998) et de nutriments (Arthur et Fahey, 1990). L'importance de chacun de ces rôles dans un écosystème varie selon les types de perturbation, les zones biogéo-climatiques, et le régime hydrique (Stevens, 1997; Masamichi et *al.*, 2000). L'aspect de maintien de la biodiversité attribué aux DLG est soutenu depuis fort longtemps par les chercheurs et suscite de plus en plus d'intérêt (Clark et *al.*, 1998; Harmon et *al.*, 1986; Grove, 2002; Samuelsson et *al.*, 1994).

1.2 Bois mort et succession forestière

Au cours de la succession naturelle des peuplements, la quantité de DLG reflète l'équilibre entre les sources (mortalité des arbres) et les pertes par respiration et par exportation (Harmon *et al.*, 1986). En forêt boréale, les causes de mortalité changent au cours de la succession : d'une mortalité engendrée par la perturbation à l'origine du peuplement, elle devient liée à l'auto-éclaircie (compétition intra-spécifique) et finalement à la sénescence.

Espèces de début de succession, le pin gris a développé des stratégies de régénération qui lui permet d'atteindre des densités élevées ($>30\ 000$ tiges/ha⁻¹) et de dominer le site immédiatement après feu. Au cours des 20 à 30 premières années suivant l'établissement du peuplement, on assiste à des vagues d'auto-éclaircie engendrées par la compétition intra-spécifique alors que les peuplements surannés sont caractérisés par la sénescence et la mortalité d'arbres individuels.

Théoriquement, le patron de distribution des débris ligneux grossiers, en relation avec le temps depuis la dernière perturbation majeure, suit une allure en U. Le maximum de DLG se rencontrerait au début puis à la fin de la rotation (Spies et Franklin 1988; Clark *et al.*, 1998). Cependant, selon le type de peuplement, son origine, les conditions d'humidité du sol et la sévérité de la perturbation d'origine, l'allure de la distribution peut changer (Hély *et al.*, 1999). Ainsi, l'ouverture suite à une perturbation naturelle majeure des peuplements dynamise l'accumulation des débris ligneux grossiers. Cette ouverture engendre un changement substantiel dans les caractéristiques structurales des DLG lors des successions forestières et provoque ainsi une hétérogénéité dans les stades de décompositions des DLG à l'échelle des peuplements (Spies *et al.*, 1988).

1.3 Bois mort et matière organique du sol

La dynamique des débris ligneux grossiers sur un site est affectée par le processus de décomposition (Stevens, 1997), processus qui dépend lui-même de plusieurs facteurs. Parmi eux, on retrouve l'espèce, le diamètre, l'activité biologique et la température (Foster et Lang, 1982; Edmonds, 1987; MacMillan, 1988). Le processus de décomposition commence après la mort des arbres. Les arbres morts sont exposés à un assèchement et à une fragmentation graduelle. Les coléoptères xylophages ont un rôle important à jouer à ce niveau de la décomposition, surtout dans le cas d'une perturbation par le feu (Hutto, 1995). La dissolution et le lessivage des éléments solubles prennent place et éventuellement les arbres s'effondrent et s'étalent sur le sol. À ce moment, on observe une accentuation de la décomposition par les micro-organismes ainsi que par des transformations métaboliques de la matière organique. Celles-ci se présentent sous deux formes : 1- éléments solubles et /ou gazeux accessibles aux plantes et 2- complexes humiques stables qui sont accessibles aux plantes que graduellement (Laiho et Prescott, 1999). Les DLG contribueront à la mise en disponibilité, après décomposition, des nutriments essentiellement par l'intermédiaire du lessivage de l'azote et des cations échangeables (Fahey et *al.* 1991., Titus et *al.*, 1997).

À partir du moment où les débris ligneux grossiers arrivent au sol, le processus de décomposition va en s'accroissant. Au cours de ce processus, des espèces végétales vont coloniser les DLG progressivement et finissent par les recouvrir totalement (Harmon et *al.*, 1986). Dans les sites pauvres comme les sables bien drainés, les débris ligneux grossiers restent plus longtemps visibles à cause des conditions hydriques qui ne favorisent pas une décomposition rapide (Béland et Bergeron, 1996). L'épaisseur de l'horizon de surface semble être en relation avec, le type et la sévérité de la perturbation, avec les conditions hydriques du site ainsi qu'avec la densité du peuplement (Foster et *al.*, 1982). Après plusieurs années, les DLG se retrouvent enfouis à l'intérieur de l'horizon de surface et finissent à la fin du processus de décomposition par s'incorporer à la fraction stable de la matière organique (N'dayegamiye et Anger, 1993). De plus, une fois bien décomposés, ils contribuent, à la structure des sols, et au maintien du potentiel productif des sols forestiers (Harvey et *al.*, 1981).

La matière organique contribue à la rétention en eau des sols directement via sa propre capacité à absorber l'eau et indirectement via son rôle dans le développement et le maintien de la structure du sol. Cependant, l'importance de la matière organique du sol pour la rétention en eau décroît à fur et à mesure que le contenu en argile augmente (Baldock et Nelson, 1999). La matière organique du sol contribue aussi largement à la rétention en nutriments des sols à texture grossière, qui possèdent un pouvoir de rétention hydrique et une capacité d'échange cationique limitée. La matière organique qui résulte en partie de la décomposition des débris ligneux grossiers contribue ainsi au pouvoir de rétention en eau, à la capacité d'échange cationique, à l'amélioration de la structure et à la modération de la température de la surface du sol (Marra et Edmond, 1994; Binkley et Richter, 1987; Gosz *et al.*, 1986 ; Baldok et Nelson, 1999).

Toutefois, il semblerait que la relation entre le bois mort et la productivité apparait à long terme, du fait qu'à court terme l'effet de l'élimination du bois mort apparait positif sur le maintien de la productivité. Ceci s'expliquerait par l'immobilisation de l'azote par microorganismes impliqués dans la décomposition des DLG au dépend de la végétation, lors des premières phases de décomposition. Le processus de décomposition des DLG est lent et agit comme un puit en accumulant de grandes quantités de nutriments sur une longue période de temps avant de les libérer lorsqu'il aura atteint un stade de décomposition avancé (Paré et Bergeron, 1996).

Nous pensons que la matière organique résultant de la décomposition des DLG est essentiel au maintien de la productivité des peuplements forestiers sur les sites grossiers. Sur ces sols, pauvre en matière organique et en nutriments, il est nécessaire de tenir compte des débris ligneux comme source importante de matière

organique dans les peuplements dans un objectif de mitigation à l'appauvrissement des sols.

La coupe forestière de même que les feux sévères et les perturbations naturelles de tout genre (chablis, les pathologies forestières) répétés et à court intervalle, peuvent modifier l'abondance des résidus grossiers et par conséquent, la quantité de matière organique des sols. Amiro *et al.* (2000) rapportent que l'équilibre dynamique entre les accumulations et les pertes de carbone, qui existe dans les vieilles forêts pourrait être affecté suite à des perturbations rapprochées. Dans des perturbations naturelles, la législation et la réglementation forestière en vigueur au Québec, incitent les coupes de récupération et ne semblent pas tenir compte de l'importance écologique des débris générés suite à une perturbation.

1.4 Matière organique du sol et productivité forestière

En Australie, Sands *et al.* (1979) ont attribué une baisse de la productivité des peuplements de seconde rotation de pin radiata (*Pinus radiata*) à la perte de matière organique du sol suite à la mise en andain. Ces peuplements occupaient des dépôts à texture grossière pour lesquels la capacité de rétention en eau et en nutriments était dépendante de la matière organique du sol. De même, dans l'Ouest de l'Ontario, dans un écosystème de pin gris quatre traitements de la couverture morte ont été appliqués. Ces traitements consistaient à faire des manipulations (ratissage et /ou brûlage) sur la couverture morte tout en gardant un témoin non perturbé. Après huit ans on a observé une réduction de 30% de la croissance des 3 traitements par rapport au témoin (Weber *et al.*, 1985).

Certains auteurs signalent quant à eux, que l'apport en terme de nutriments via les débris ligneux grossiers, peut être ignoré dans certains écosystèmes forestiers vu leurs taux négligeables par rapport à d'autres apports (Harmon *et al.*, 1986). Ainsi, selon les travaux de Laiho et Prescott (1999), les débris ligneux

grossiers ne semblent pas apporter une contribution significative en terme de cyclage de l'azote et du phosphore.

La littérature existante fait état des quantités de nutriments contenus dans les DLG mais rarement des apports de nutriments via les DLG pour la nutrition végétale. Cependant, nous pensons que cet apport n'est pas à lui seul, dans la plupart des cas, déterminant de la productivité des peuplements forestiers. L'apport des éléments nutritifs par la matière organique reste néanmoins important mais pas exclusif à la productivité du pin gris car dans tout écosystème, c'est le fonctionnement de l'ensemble de ces composantes qui optimise son efficacité.

1.5 Objectif et hypothèses

Ainsi, cette étude nous permettra d'estimer le niveau de contribution de certaines composantes de l'écosystème forestier telles que les DLG, l'horizon de surface (LFH) et le sol minéral à la rétention hydrique et par là-même, à identifier la composante qui contribuerait le plus au maintien de la productivité du pin gris sur les sites grossiers. Ce qui nous amène à poser les deux hypothèses suivantes:

- ✓ Le bois décomposé enfoui contribue largement à la rétention en eau des sols grossiers ;
- ✓ La productivité des peuplements de pin gris occupant des dépôts grossiers est liée au contenu en matière organique et aux débris ligneux grossiers, ainsi qu'aux caractéristiques hydriques des sols conférées par ces derniers.

C'est dans ce contexte que se situe la présente étude. Elle a trois objectifs principaux visant, sur les dépôts grossiers de l'Abitibi Ouest à :

- ✓ Quantifier les débris ligneux (chicots, billes et bois enfouis) en fonction du temps depuis le dernier feu;
- ✓ Mesurer la capacité de rétention en eau des sites par l'intermédiaire des débris ligneux grossiers et du sol minéral;

- ✓ Établir la relation entre la capacité de rétention en eau et en nutriments et la productivité du pin gris.

CHAPITRE II

MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 Description de la région d'étude

La région d'étude est située en Abitibi, dans le nord Ouest du Québec et s'étend entre les parallèles 48° à 49°15' N et les longitudes 78°30' à 79°30' E. Elle appartient au Bouclier canadien qui occupe 90 % de la superficie totale du Québec. Bien que marquée par une assise rocheuse d'origine volcanique, la région se caractérise par une pédogenèse déterminée par une évolution sur des dépôts d'origine quaternaires (Veillette, 2000) dont les tills, les dépôts fluvioglaciaires et des argiles glaciolacustres. Le climat régional est de type continental froid avec une pluviométrie annuelle de 857 mm et une température annuelle moyenne de 0,8 °C (Environnement Canada, 1993).

Au plan phyto-géographique, la région d'étude se rattache au domaine bioclimatique de la forêt boréale mixte et présente une végétation typique de la sapinière à bouleau blanc (Bergeron et Dubuc, 1989). Certains de nos peuplements les plus en nord sont dans la partie sud de la pessière. Durant les cent dernières années, le territoire a subi de nombreux feux qui ont contribué à l'établissement d'une succession secondaire où le pin gris domine sur les sites xériques (Bergeron et Dubuc, 1989). Le cycle de feu en Abitibi est de 100 à 150 ans selon le type de peuplement. Heinselman (1981) mentionne qu'en plus des feux destructeurs (feu de couronne) de forte intensité, les forêts de pin gris subiraient des feux non létaux (feux de surface) de faible intensité, dont le cycle serait de 25 années. Peu d'information existe concernant le régime des feux de surface pour la région de l'étude.

Un régime de feu destructeur devrait engendrer des forêts équiennes de pin gris avec une structure d'âge qui serait caractérisée par une cohorte principale et l'absence

d'une régénération (Dansereau et Bergeron, 1993). Les feux non létaux quant à eux, engendrent des peuplements inéquiennes. Ces derniers peuvent être issus d'une ou de plusieurs perturbations successives. Nous pouvons également trouver des individus de pin gris dont la naissance n'est pas liée au feu (Gagnon, 1990).

2.2 Sélection des sites

La sélection des sites a été réalisée à partir de la base de données écoforestières du ministère des ressources naturelles du Québec ainsi que par des prospections sur le terrain.

Les sites échantillonnés ont été choisis de manière à ce qu'ils soient suffisamment représentatifs des peuplements de pin gris sur sols à texture grossière de la région (**Figure 2.1**). Afin de s'assurer de l'uniformité des conditions abiotiques et de minimiser les variations liées à la nature des sols, nous avons limité notre choix aux dépôts de plages d'origine glacio-lacustre d'eau peu profonde (4gs) issus de plaines d'épandage ou formés par le remaniement des eskers au moment où le territoire était submergé par les eaux des Lacs Barlow et Ojibway.

Les peuplements devaient être purs et issus de feu (aucune trace d'intervention humaine). Afin d'éviter les variations liées au régime hydrique, tous les sites sélectionnés étaient caractérisés sur la carte comme ayant un drainage naturel mésique et une pente de classe 2 (4 - 8 %). L'épaisseur du solum mesurée sur le terrain était supérieure à 22 cm (Brais et Camiré, 1992). Douze peuplements naturels de pin gris issus de feu et possédant les critères sus-cités ont été ainsi choisis.

L'âge des peuplements a été en premier déterminé en carottant nos arbres à la base durant la période de prospection. Après la coupe des arbres, des corrections ont été apportées aux âges de départ à partir de galettes d'arbre (voir analyse de tiges).

2.3 Récolte de données sur le terrain

Dans chaque peuplement, trois triangles équilatéraux (30 mètres de côté) ont été positionnés afin d'échantillonner les sols et les débris ligneux. Les triangles ont été espacés différemment d'un site à l'autre dans le souci d'avoir une bonne couverture des sites d'étude (**Figure 2.2**). Sur le pourtour de chaque triangle, nous avons échantillonné systématiquement 5 quadrats (0.5 m^2). À l'intérieur de ces quadrats (15 par sites), tous les débris ligneux enfouis dans la couverture morte ont été dégagés et pesés sur le terrain. Des sous-échantillons ont été prélevés et conservés au réfrigérateur dans des sacs étanches pour l'estimation du contenu en eau et de la capacité de rétention en eau au laboratoire. L'épaisseur et le poids de l'horizon (LFH), bois enfouis exclus, ont été déterminés à chaque emplacement à l'intérieur d'un sous-quadrat de 0.125 m^2 (Van Wagner 1982).

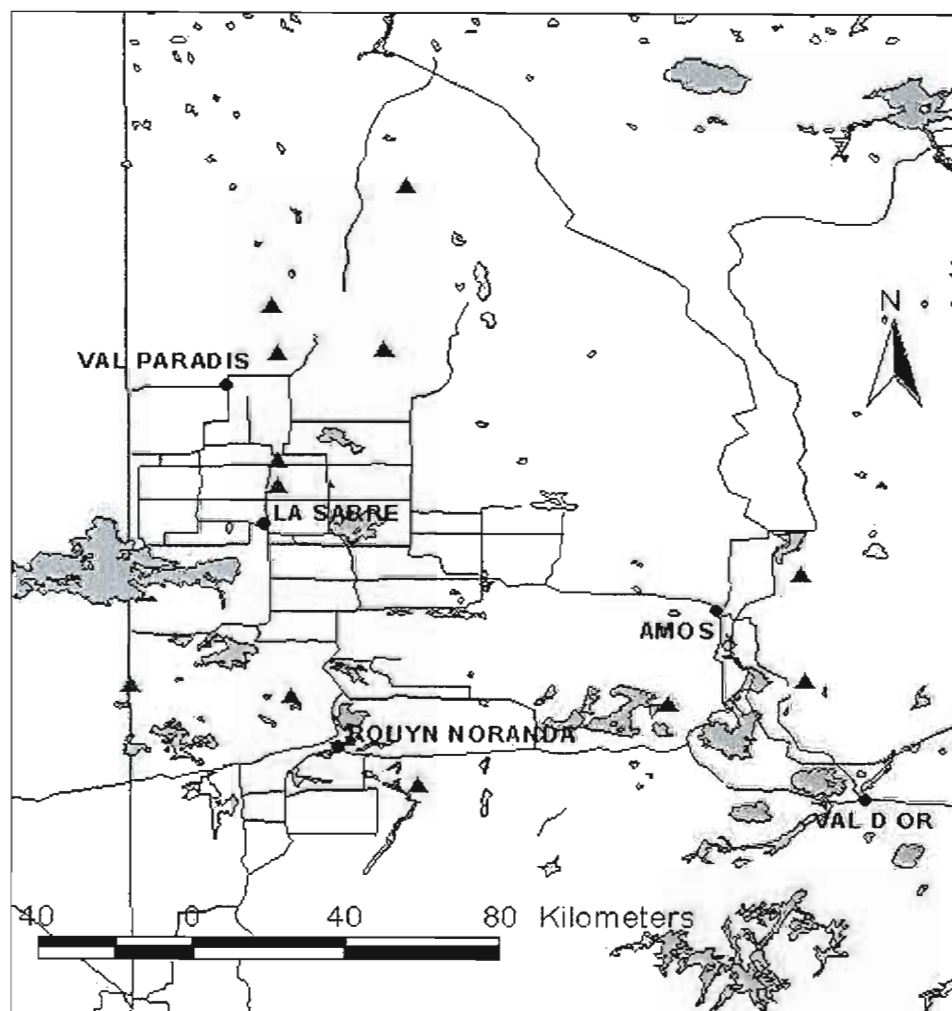


Figure 2.1 Localisation des sites d'étude

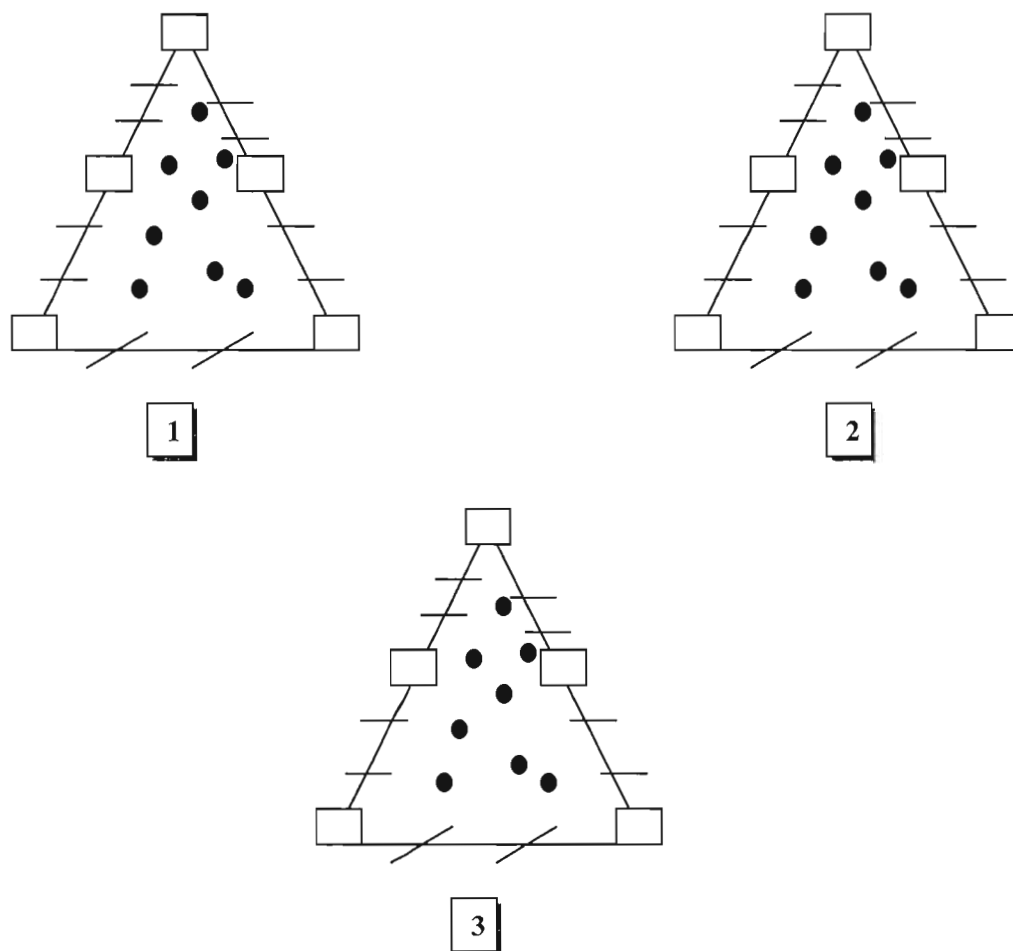


Figure 2.2 Répartition des points d'échantillonnage dans les sites d'étude

Les résidus ligneux grossiers, se trouvant à la surface du sol, ont été dénombrés au pourtour des triangles, soit un transect d'une longueur totale de 270 mètres. Le diamètre minimum pris en considération est de 2.5 cm, au-dessous duquel les débris ligneux grossiers ont été ignorés. Les DLG ont été dénombrés par classe de diamètre (2.5 à 7.5, 7.6 à 12.5, 12.6 à 17.5 et de 17.6 cm et plus) et par classe de décomposition (**Tableau 2.1**). Pour les tiges mesurant 17.6 et plus, les mesures de diamètre ont été prises individuellement. Des échantillons non perturbés et représentant une gamme de classe de décomposition ont été prélevés pour les mesures de densité et de rétention en eau au laboratoire. Les échantillons ont été conservés dans des sacs étanches au réfrigérateur.

Enfin, on a prélevé un échantillon non-perturbé de sol minéral au niveau de chaque quadrat (15 échantillons/site) afin d'estimer la capacité au champ de ces derniers. Nous avons utilisé une carotteuse à doubles cylindres qui nous a permis de prendre un échantillon de 100 cm³ entre 10 et 20cm de profondeur tout en gardant l'intégrité structurale des sols. Des échantillons en vrac ont été également prélevés entre 0 -10 et 10-20 cm pour la détermination de la CEC effective et à 25 cm de profondeur pour l'analyse granulométrique et le point de flétrissement permanent.

Tableau 2.1 Classe de décomposition des débris ligneux grossiers

Classe 1	Écorce saine, branches et brindilles attachées, arbre couché fraîchement mort.
Classe 2	Écorce saine, branches présentes, pas de brindilles, bois dur.
Classe 3	Intégrité structurale, écorce détachée, bois assez dur bien qu'une décomposition soit visible.
Classe 4	Forme ovale, bois mou, écorce absente. Les morceaux de bois se détachent facilement
Classe 5	Pas d'intégrité structurale, bois intégré dans la couverture morte.

2.4 Sélection des arbres

Dans chaque site, tous les chicots retrouvés à l'intérieur des triangles ont été mesurés (dhp et hauteur). Afin de déterminer l'indice de qualité de station, trois arbres dominants ou co-dominants issus de la rotation actuelle (dernier feu) ont été coupés pour les analyses de tige (un arbre par triangle). Nous avons pris systématiquement une galette à la base, à 0.4 mètre, à 1.30 m puis à chaque mètre jusqu'à un diamètre minimum de 2 cm (Zarnovican, 1985). Le volume de chaque chicot a été estimé à partir des formules suivantes basées sur le volume d'un cône (Rondeux, 1993).

$$\text{I- } V_{\text{tronc de cône}} = \frac{\pi H_s}{12} [d_s^2 + d_r^2 + d_s d_r]$$

$V_{\text{tronc de cône}}$: Volume en dm^3

H_s : hauteur (m) du chicot

d_s : diamètre de souche (cm)

d_r : diamètre de rupture (cm)

Afin de déterminer les diamètres à la base de l'arbre et à la hauteur de la rupture, il a d'abord fallu estimer la hauteur totale de l'arbre avant rupture à partir de l'équation de Chapman –Richards :

$$\text{II- } Ht = (130 + B_0 [1 - e^{-B_1 dbh}]^{B_2}) / 100$$

Deux séries de coefficients ($B_0 = 3332, 1900$, $B_1 = 0.001578, 0.007660$ et $B_2 = 0.688810, 1.059698$) ont été utilisées, les sites chevauchant deux régions écologiques. Par la suite les diamètres ont été estimés à partir de relations géométriques simples :

$$\text{III- } d_s = \frac{Ht * dbh}{[Ht - 1.3]}$$

$$\text{IV - } d_r = \frac{D * [Ht - Hs]}{Ht}$$

2.5 Analyse au laboratoire

2.5.1 Détermination de l'indice de qualité de station (IQS)

L'IQS représente la hauteur moyenne d'arbres dominants ou co-dominants dans un peuplement à un âge de référence. Cet âge correspond le plus près possible au temps de révolution potentielle de l'espèce étudiée. La croissance en hauteur est utilisée préférentiellement aux autres critères dendrométriques surtout pour le fait qu'elle soit très peu dépendante de la densité des peuplements (Carmean, 1975 ; Spurr et Barnes, 1980).

Pour le pin gris, l'âge référentiel est habituellement assigné à 50 ans. L'indice de la qualité de la station (IQS) se détermine par le biais de l'analyse des tiges (Zarnovican, 1985 ; Béland et Bergeron, 1996). Afin de pouvoir comparer nos douze sites, nous avons utilisé comme âge de référence 25 ans.

Les galettes ont été sablées et le nombre de cernes a été compté pour toutes les galettes. L'âge de l'arbre a été déterminé à partir du nombre de cernes à la base. Les courbes âge-hauteur ont été tracées et la hauteur à 25 ans évaluée à partir des courbes.

2.5.2 Caractéristiques physico-chimiques des sites

La granulométrie des sols a été caractérisée par tamisage et densimétrie. Le tamisage a été utilisé afin de mieux quantifier la répartition de la taille des sables. La densimétrie, quant à elle, a été utilisée afin d'avoir une meilleure précision de la teneur en particule fine (argile et limon).

La capacité de rétention en eau disponible (poids/poids) correspond à l'eau

contenue dans le sol à des tensions situées entre la valeur correspondant à la capacité au champ (CC) et la valeur correspondant au point de flétrissement permanent (PFP). Elle a donc été estimée en soustrayant la masse d'eau retenue au PFP de celle retenue à la CC (Klute 1986). La capacité au champ du sol a été mesurée sur une table à tension (Eikelkamp.Agriseach Equipment) à une tension de -10Kpa.

Les échantillons de sols non perturbés, prélevés à l'aide de la carotteuse à double cylindres, contenus dans un cylindre de 100cc ont été immergés dans l'eau pendant 48 heures puis pesés (poids 1). Les échantillons ont été placés sous tension pendant 48 heures avant d'être pesés (poids 2), séchés au four à 105 °C pendant 48 heures et repesés (poids 3). La différence entre le poids 1 et le poids 2 nous donne un estimé de la porosité à l'air ou macroporosité. La dernière pesée nous permet d'estimer la masse volumique du sol.

$$\text{V Capacité au champ (masse/masse)} = \frac{[(\text{Poids 2} - (\text{Poids 3} - \text{poids du cylindre})) / (\text{poids 3} - \text{poids du cylindre})] * 100}{}$$

Le point de flétrissement des sols a été évalué, sur des échantillons tamisés, à l'aide d'un extracteur sous pression (Soilmoisture Equipment Corp). Les échantillons de sols ont été placés sur une plaque poreuse et immergés pendant 48 heures avant d'être placés sous une pression de -1500 Kpa pendant 48 heures. Ils ont par la suite été pesés (poids 4), séchés à 105 °C pendant 48 heures et repesés (poids 5).

$$\text{VI Point de flétrissement permanent (masse/masse)} = \frac{[(\text{Poids 4} - \text{poids 5}) / \text{poids 5}] * 100}{}$$

Les échantillons de débris ligneux grossiers (55 échantillons) ont subi la même procédure à la seule différence que les deux mesures (PFP et CC) ont été faites sur les mêmes échantillons. Le point de flétrissement a d'abord été mesuré en premier suivi par la capacité au champ. Les échantillons ont été immergés directement sur la plaque poreuse et sur la table à tension.

La température de séchage était de 65°C. Le poids des débris ligneux saturés d'eau a aussi été noté. La capacité de rétention en eau des débris ligneux (enfouis et non enfouis) et du sol minéral à l'échelle du site correspond au produit de la capacité (m/m, %) appliquée à la masse de l'horizon de sol (0 – 20 cm) ou du bois mort sur une surface d'un hectare.

2.5.3 Densité des résidus ligneux grossiers

Les 55 échantillons DLG ont été divisés en deux sous - échantillons. Le premier sous échantillon a été séché au four (65 °C) afin d'en évaluer le contenu en eau. Le deuxième a été pesé. Par la suite, l'échantillon a été immergé dans la paraffine chaude afin d'empêcher l'eau d'y pénétrer et son volume a été mesuré par déplacement d'eau. La densité correspond au poids du deuxième sous - échantillon corrigé pour le contenu en eau divisé par son volume.

2.5.4 Capacité d'échange cationique (CEC)

Outre les caractéristiques hydriques, la capacité d'échange cationique effective (CEC) a été évaluée pour la couverture morte et le sol minéral (0 – 10 cm et 10 – 20 cm de profondeur). Les échantillons ont été regroupés par triangle après tamisage à 2mm, représentant au total 3 échantillons par profondeur par site. Les sols ont été extraits à l'aide d'une solution de $\text{NH}_4 \text{Cl}$ - BaCl_2 (Amacher *et al.*, 1990). Les bases échangeables ont été dosées par ICP et l'acidité par titration. La CEC correspond à la somme des concentrations des bases et de l'acidité échangeable.

Enfin nous avons déterminé la concentration en matière organique par combustion ainsi que le pH de tous nos échantillons de sol minéral (entre 0-10 cm et 10 – 20 cm de profondeur) et de l'horizon de surface (LFH).

2.6 Analyses statistiques

Les moyennes et les écarts types des variables ont été calculées. Les relations entre l'abondance des débris ligneux et les temps depuis le dernier feu, estimé à partir de l'âge minimal des arbres récoltés, ont été décrites à l'aide de régressions linéaires polynomiales.

Dans le cadre de cette étude, nous avons choisi une analyse qui nous permettait de voir les relations entre d'une part, les variables biophysiques (caractéristiques hydriques du sol minéral, du LFH, des débris ligneux grossiers) et d'autre part, l'indice de productivité qui est la hauteur à 25 ans. Ce qui était intéressant de voir surtout ce sont les relations causales entre nos variables. Pour se faire, nous avons utilisé l'analyse de coefficients de direction.

Le coefficient de direction est une extension de la régression multiple (Sokal et Rohlf, 1981). Elle teste des relations causales entre variables et permet de décomposer et d'évaluer les relations linéaires qui existent entre un nombre restreint de descripteurs. Elle permet surtout d'émettre des hypothèses *à priori* et puis de les vérifier. On utilise dans le cadre de cette analyse des variables centrées réduites. L'avantage d'utiliser de telles variables est de comparer directement leurs poids indépendamment de l'échelle respective des différentes variables. Ces relations peuvent être subdivisées en effets directs et indirects (Legendre et Legendre 1998).

Afin de déterminer le modèle expliquant adéquatement et parcimonieusement les IQS_{25ans} , une analyse de régression multiple par élimination ou par sélection régressive a été utilisée, au seuil de $p \leq 0.15$

Ainsi, un modèle conceptuel a été établi où l'ordre d'incidence des variables est connu. La variable expliquée dans ce modèle est la hauteur à 25 ans, que nous avons essayé d'expliquer à partir de nos variables de porosité, de rétention et de capacité d'échange cationique (CEC). Ces derniers devraient avoir un effet direct sur l' IQS_{25ans} .

Nous avons par la suite, fait entrer dans le modèle les variables qui pourraient avoir quant à elles un effet indirect sur l' IQS _{25 ans} à travers leurs effets directs sur les variables de rétention hydrique et de CEC. Cela nous a permis de savoir de quelle manière ces variables interagissent sur la productivité du pin gris.

CHAPITRE III

RÉSULTAT

3.1 Caractéristiques des sites d'études

Douze sites ont été échantillonnés. L'âge des peuplements varie entre 43 et 86 ans. L'indice de qualité de station à 25 ans varie de 3,3 à 9,3. La variabilité de l' IQS _{25 ans} exprimée par son coefficient de variation est de l'ordre de 28.5% (**Tableau 3.1**).

La couverture morte (horizon LFH) a une épaisseur moyenne de 6 cm (C.V = 36.5 %). La variabilité est relativement importante sachant que les deux valeurs extrêmes sont de 3.1 cm et 12.6 cm (**Tableau 3.1**). L'analyse de la capacité d'échange cationique (CEC) du sol minéral 0 à 10 cm de profondeur indique une certaine homogénéité entre les 12 sites. Le coefficient de variation de ce dernier est de l'ordre de 20.1% (**Tableau 3.2**).

Le volume moyen des DLG en surface correspond à $12.7 \text{ m}^3 / \text{ha}$ avec un coefficient de variation de 96,64%. Le volume moyen des DLG enfouis dans la couverture morte est de $17.3 \text{ m}^3 / \text{ha}$ avec un coefficient de variation de 113.4 %. Quant aux arbres morts debout, ils représentent un volume moyen de $12.6 \text{ m}^3 / \text{ha}$, un minimum de $1.3 \text{ m}^3 / \text{ha}$ et un maximum de $24.4 \text{ m}^3 / \text{ha}$. Ceci donne une variabilité de l'ordre de 52 % (**Tableau 3.3**).

Tableau 3.1 Caractéristiques des peuplements de pin gris naturel (après feu) occupant des dépôts d'origine glacio-lacustre à texture grossière en Abitibi-Témiscamingue.

Station	Classe texturale	HAUT25 (m)	Âge	Épaisseur couverture morte (cm)
1	sable fin	7,1	81	12,7
2	sable moyen	5,5	79	3,1
3	sable moyen	8,4	57	5,8
4	sable fin	6,5	43	6,2
5	sable moyen	9,3	49	5,5
6	sable fin	5,7	66	7,0
7	sable moyen	7,3	66	6,7
8	sable fin	9,2	55	5,7
9	sable moyen	7,2	66	5,7
10	sable moyen	6,4	64	4,3
11	sable moyen	3,3	86	5,6
12	sable moyen	3,7	79	6,6
Min		3,3	43	3
Max		9,3	86	13
Moy		6,6	65,9	6
CV%		28,5	20,4	36,5

Tableau 3.2 Caractéristiques physico-chimiques du sol de peuplements de pin gris sur les sols à texture grossière de l'Abitibi-Témiscamingue.

Stations	Couverture morte				Sol minéral				
	Masse T/ha (sans cendre)	Matière organique (%)	CEC effective de cmole (+) / ha	pH	Matière organique 0 -10 cm (%)	Capacité au champ 0 – 20 cm (%)	Point de flétrissement permanent 0 – 20 cm (%)	Cec effective 0 – 10 cm cmole(+)/ ha	pH 0 - 10 cm
1	53,30	86,41	25,02	3,08	2,35	14,32	3,26	1,79	3,52
2	16,80	91,34	21,08	3,25	1,99	11,14	4,29	0,93	4,20
3	21,70	94,40	23,46	3,29	1,73	14,80	3,43	1,39	3,87
4	35,80	89,36	24,56	3,19	2,20	16,77	2,29	1,56	3,90
5	37,10	90,54	25,86	3,29	3,31	21,32	2,37	1,47	4,02
6	34,40	92,64	24,69	3,33	3,09	18,05	3,32	1,61	3,87
7	27,70	91,02	24,64	3,08	3,26	19,30	2,73	1,89	3,91
8	43,90	84,03	24,30	3,19	2,91	16,73	4,10	1,45	4,05
9	23,00	84,78	21,31	3,25	2,45	12,72	3,49	1,87	3,96
10	23,00	90,59	21,98	3,17	1,97	16,00	3,34	2,05	3,69
11	15,73	71,69	18,43	3,37	2,46	11,26	3,16	1,24	4,00
12	32,30	64,11	16,96	3,39	2,44	11,37	3,25	1,40	3,99
Min	15,73	64,11	16,96	3,08	1,73	11,14	2,29	0,93	3,52
Max	53,30	94,40	25,86	3,39	3,31	21,32	4,29	2,05	4,20
Moy	30,37	85,91	22,69	3,24	2,51	15,31	3,25	1,55	3,92
CV%	37,03	10,59	12,32	3	20,79	21,69	18,27	20,14	4,5

Tableau 3.3 Volume et masse des débris ligneux grossiers dans des peuplements de pin gris naturels issus de feu en Abitibi-Témiscamingue

Stations	Volume de bois enfoui m ³ / ha	Volume des rodins M ³ / ha	Volume des chicots m ³ / ha	Masse de bois enfoui kg/ha	Masse des rodins kg/ha
1	57,1	37,7	23,6	14980	13179
2	1,1	9,3	7,4	288	3272
3	4,8	7,5	11,4	1252	2880
4	16,7	25,4	12,7	4373	7216
5	45,6	6,3	8,3	11948	1737
6	0,9	3,7	14,6	232	1352
7	1,4	9,8	24,4	380	3633
8	36,7	1,7	1,3	9608	574
9	2,6	5,3	11,9	671	1942
10	5,1	5,4	8,1	1332	1976
11	9,0	33,5	11,8	2366	11649
12	26,2	6,7	15,0	6871	2357
Min	0,9	1,7	1,3	232	573
Max	57,1	37,7	24,4	14980	13179
Moy	17,3	12,7	12,6	4525	4314
CV%	113,4	96,6	52,0	113	96

Rondins : bois mort en surface

Tableau 3.4 La rétention en eau disponible (m^3 / ha) des CWD et du sol minéral des sites de pin gris sur les dépôts grossiers de l'Abitibi Témiscamingue

Stations	Rétention hydrique des rondins	Rétention hydrique du bois enfoui	Rétention hydrique du sol minéral	Rétention hydrique total du site
1	4,3	5,7	244	254
2	1,1	0,1	158	159
3	0,9	0,5	236	237
4	2,6	1,7	306	310
5	0,6	4,6	393	399
6	0,4	0,1	313	314
7	1,1	0,2	358	360
8	0,2	3,7	271	275
9	0,6	0,3	209	209
10	0,6	0,5	278	279
11	3,7	0,9	191	196
12	0,8	2,6	183	187
Min	0,2	0,1	157,8	159,0
Max	4,3	5,7	393,3	398,5
Moy	1,4	1,7	261,8	264,9
CV%	95,8	113,4	27,6	27,3

3.2 La rétention hydrique (rétention en eau disponible) des débris ligneux grossiers

L'estimation de la densité des débris ligneux grossiers nous a permis d'observer une nette relation entre la densité de ces derniers et leur classe de décomposition (**Figure 3.1**). Les débris les plus décomposés (classe 4 - 5) sont ceux dont la densité est la plus faible. Le regroupement des classes 1 et 2 ainsi que les classes 4 et 5 a été effectué à des fins statistiques, le nombre d'échantillons étant relativement peu élevé.

Le degré de décomposition influence la rétention totale en eau car les DLG les plus décomposés (classe 4 - 5) sont ceux qui retiennent le plus d'eau (**Figure 3.2**). La différence entre le point de flétrissement permanent et la capacité au champ nous donne l'eau disponible aux plantes. On remarque que la proportion d'eau disponible et d'eau retenue par les DLG en fonction de leur classe de décomposition est disproportionnée. La rétention en eau totale augmente considérablement avec la décomposition alors que l'eau disponible aux plantes n'augmente pas d'une manière marquée (**Figure 3.2**).

La variabilité inter-stationnelle de la rétention hydrique nous a montré une hétérogénéité très importante. La variabilité la moins importante est celle observée pour le sol minéral qui est de l'ordre de 27,6%. Quant à la rétention hydrique totale de nos sites, elle est relativement homogène (**Tableau 3.4**) en raison du poids important de la rétention du sol minéral dans la valeur globale.

Un modèle de régression a été établi afin de voir l'influence de la rétention hydrique du sol minéral sur l'indice de la qualité de la station IQS_{25ans} . La variabilité de la croissance en hauteur est expliquée que de 34% par la rétention en eau du sol minéral avec un seuil de probabilité de 0.0440 (**Figure 3.3**).

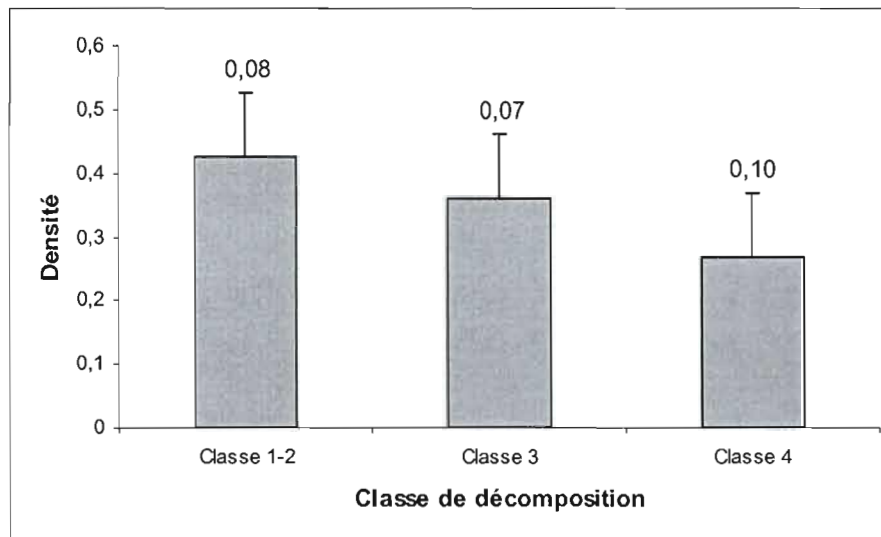


Figure 3.1 Densité (g / cm³) du bois à différents stades de décomposition

Classe1 - 2 (n = 10) * Classe3 (n = 7) * Classe 4-5 (n = 31)

I : Ecart type

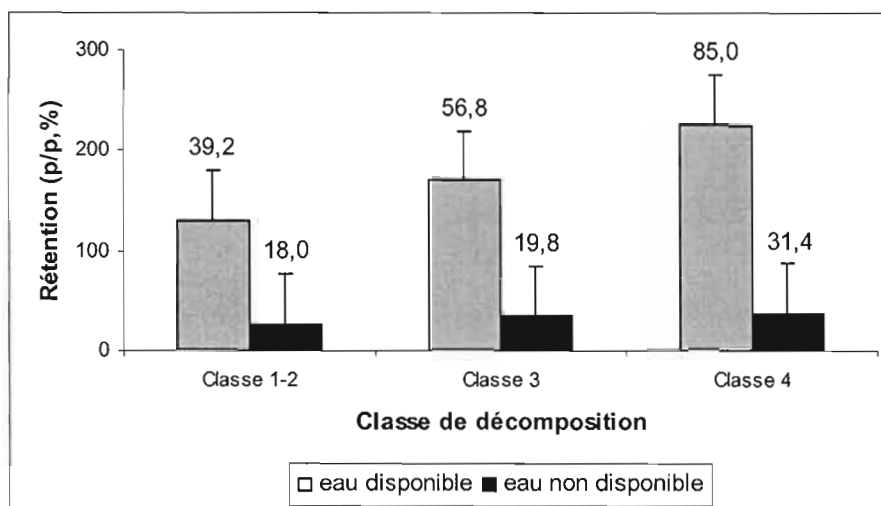


Figure 3.2 Eau non disponible (point de flétrissement) et disponible relevée dans les débris ligneux en fonction de leur degré de décomposition

Classe1 - 2 (n = 10) * Classe3 (n = 7) * Classe 4 - 5 (n = 31)

I : Ecart type

3.3 Modèle de distribution des DLG en fonction du temps

Le patron de la dynamique des débris ligneux à travers le temps nous indique une accumulation des débris de surface en forme de U. Nous avons obtenu une bonne relation entre le temps depuis le dernier feu et le poids des DLG (billes classes 1 à 5), avec un R^2 de 38,43% avec un seuil de probabilité de 0.0109 (**Figure 3.4**) qui explique assez bien la dynamique des débris ligneux grossiers de surface à travers le temps. Pour les DLG enfouis, on n'observe pas de relation avec le temps depuis le dernier feu (**Figure 3.4**). Aucune relation n'a été observée pour les chicots (**Tableau 3.3**).

3.4 Relations entre les caractéristiques des sites et la productivité

Le modèle causal (**Figure 3.5**) nous a permis de déceler les relations directes et indirectes existantes entre nos variables de rétention, de capacité d'échange cationique (CEC), et l'IQS_{25 ans} d'une part ainsi que la relation entre le poids sec des DLG enfouis, de la matière organique de la couverture morte avec la CEC de la couverture morte. Cette dernière est liée indirectement à notre indice de qualité de la station. Cela nous a permis d'expliquer parcimonieusement l'implication de chacune d'elles dans notre indice de productivité (IQS_{25ans})

L'analyse du coefficient de direction a fait ressortir à 15 % de probabilité, 3 variables qui possèdent une relation directe avec la productivité du pin gris de l'Abitibi-Témiscamingue sur sols grossiers. Ce sont, la rétention des débris ligneux grossiers en surface (rondins) avec un coefficient de direction (CD) négatif de -0.40, la capacité d'échange cationique de la couverture morte (CD = 0,83) ainsi que la macro porosité du sol (CD = 0,41) avec un R^2 partie de 0,64. Les trois variables combinées expliquent 89 % de la variance associée à l'IQS_{25 ans}.

D'autre part, deux variables semblent avoir une relation directe avec la CEC de la couverture morte. Ce sont le poids sec du bois enfoui ($CD = 0,48$) et la concentration en matière organique de la couverture morte ($CD = 0,90$) avec un coefficient de corrélation $R^2 = 0,28$. Ces deux variables expliquent 86 % de la variable associée à la CEC.

Le modèle montre que le bois enfoui a un effet indirect mais positif ($CD=0,40$) sur la productivité alors que la rétention en eau des billes sur le sol a un effet négatif.

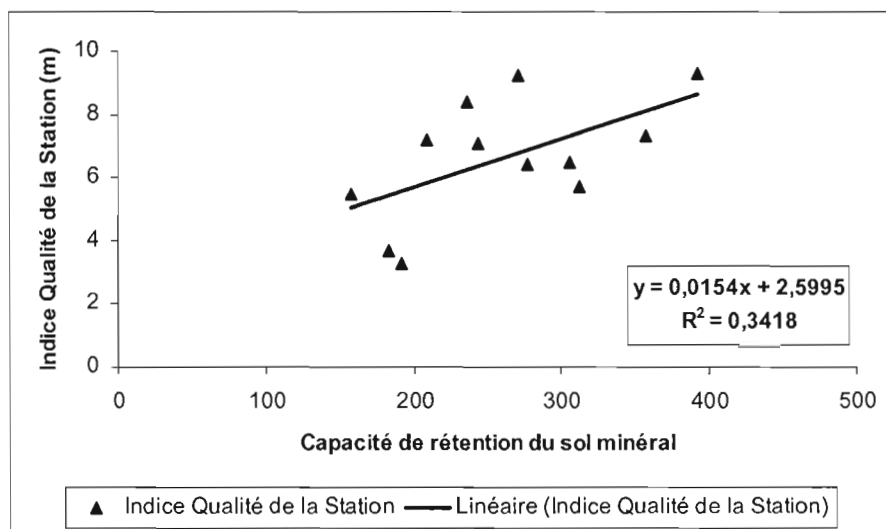


Figure 3.3 Relation entre la hauteur à 25 ans (m) et la rétention en eau du sol minéral

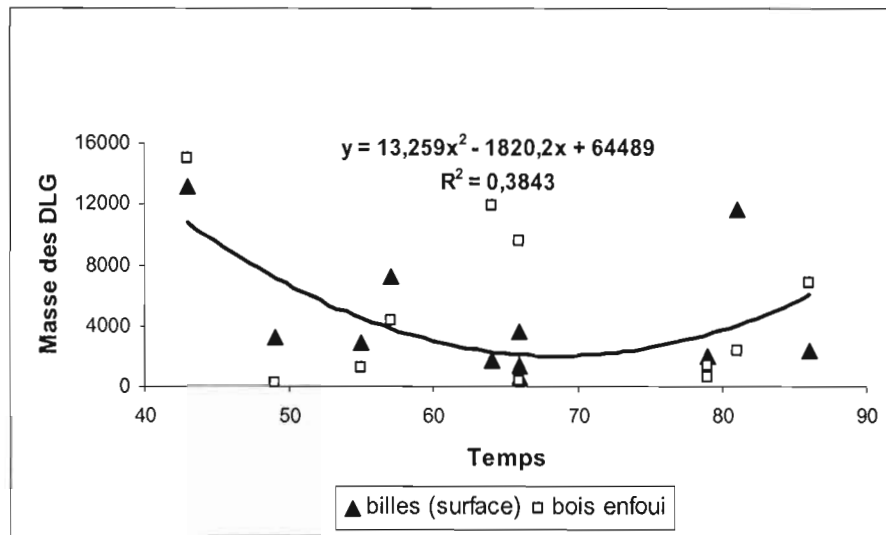


Figure 3.4 Accumulation (kg ha^{-1}) des débris ligneux grossiers en fonction du temps depuis le dernier feu dans les peuplements de pin gris sur les dépôts grossiers de l'Abitibi-Témiscamingue

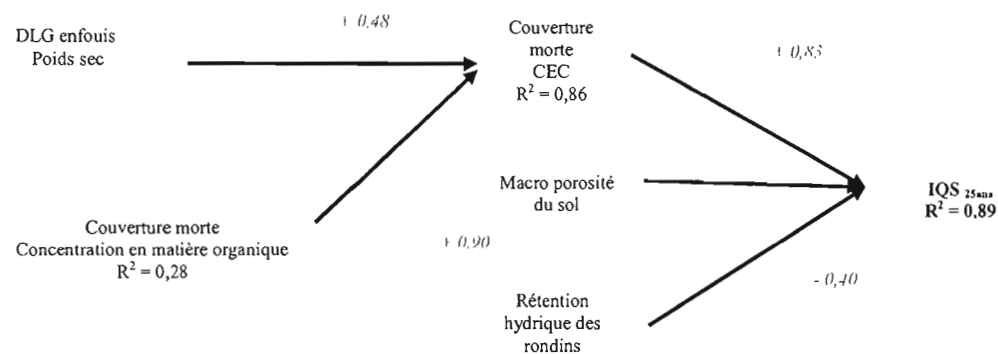


Figure 3.5 Modèle causal des relations entre la matière organique du sol, l'abondance du bois mort et l'IQS_{25ans}

CHAPITRE IV

DISCUSSION

4.1 Abondance des débris ligneux (chicots, billes et bois enfouis) en fonction du temps depuis le dernier feu

Théoriquement, le patron de la dynamique des débris ligneux à travers le temps indique une accumulation des débris en forme de U en allant d'un maximum après perturbation (feu, chablis, épidémie) à un minimum durant la croissance de la nouvelle formation et enfin à un maximum de DLG lors de la période de sénescence (Harmon *et al*, 1986). On peut cependant retrouver des modèles de dynamique des DLG qui ne suivent pas une distribution en «U». L'absence d'une diminution de charge initiale suite à une perturbation peu sévère et /ou un taux de décomposition rapide des espèces font la différence dans la forme du modèle d'accumulation (Hely *et al*, 1999). Dans le cadre de notre étude, la distribution des DLG de surface à travers le temps suit une allure en « U » bien que notre échantillonnage ne nous ait pas permis de trouver des peuplements plus jeunes que 43 ans et que nos pinèdes les plus âgées n'aient pas encore atteint le stade de sénescence. Par contre, les DLG enfouis ne suivent pas la même allure de distribution. Nous pensons que ce n'est donc pas le temps qui influencerait leurs accumulations mais plutôt les facteurs liés à la décomposition de ces derniers ainsi que le potentiel d'établissement de la végétation de sous bois qui permet leur recouvrement.

McFee et Stone (1966) et Lambert *et al*. (1980) rapportent la présence de bois mort enfoui dans des sols forestiers. Les quantités rapportées par Stone et McFee sont supérieures aux nôtres mais représentent un pourcentage similaire du poids total de la couverture morte du sol (17 à 26 %). Les volumes reportés par Harvey *et al*. (1981) dans les peuplements de sapin Douglas étaient beaucoup plus élevés (373 – 230 m³ ha⁻¹) mais

sont le fruit d'inputs plus importants. La variabilité du bois enfoui doit être due en partie au caractère stochastique de la chute des arbres après feu et de la vitesse de recouvrement par la litière et la végétation.

La variabilité inter- stationnelle relative au volume des arbres morts debout exprime une différence dans le stade de développement de ces peuplements. En effet, la mortalité dans des peuplements équiennes dépend de la densité et de la taille moyenne des arbres (Newton et Weetman, 1994). Cette variabilité peut aussi être le fruit d'une variation dans l'historique des perturbations locales.

4.2 Capacité de rétention en eau des sites par l'intermédiaire des débris ligneux grossiers et du sol minéral

Bien que la capacité en eau des débris ligneux grossier augmente avec le degré de décomposition, la proportion d'eau disponible pour les plantes demeure stable. Le procédé de laboratoire utilisé ainsi que l'échelle d'évaluation sont ceux utilisés en agronomie comme la capacité au champ et le point de flétrissement permanent. Donc, l'augmentation de la rétention totale des DLG en fonction de leur degré de décomposition reste le résultat le plus important à retenir considérant que les mécanismes de libération de l'eau par les DLG ne sont pas bien maîtrisés. Concernant la rétention hydrique des DLG enfouis à l'échelle du site, elle présente une variabilité considérable qui serait probablement due à la différence dans les quantités de DLG observées d'un site à l'autre. Nous ignorons l'incidence de la rétention accrue en eau dans le bois bien décomposé sur les organismes décomposeurs.

Nos valeurs de rétention en eau disponible du sol minéral sont similaires à celles obtenues par Pawluk et Arneman (1961) pour des peuplements de pin gris au Minnesota. Par ailleurs, la contribution directe des DLG enfouis à la réserve d'eau du site est

insignifiante par rapport à la rétention totale, la réserve en eau du sol minéral étant jusqu'à 24 fois supérieure à celle des débris ligneux. Cela réfute notre hypothèse de départ qui proposait une importante contribution des DLG enfouis à la rétention totale en eau du sol.

4.3 Relation entre la capacité de rétention en eau et en nutriments et la productivité du pin gris

La croissance des peuplements forestiers est fonction d'une multitude de facteurs comme le temps, l'essence végétale et les facteurs inhérents à la station tels la topographie, le drainage, l'ensoleillement, le type écologique, climat, etc (Rawinski *et al.*, 1980 : Béland et Bergeron, 1996). Même en maintenant stable la texture des sols, la pente, la profondeur du solum ainsi que le régime hydrique, les indices de qualité de station, l'IQS_{25 ans}, calculés à partir des analyses de tiges varient considérablement pour l'ensemble des peuplements. Les variables écologiques sus citées ne sont pas les seules qui contrôlent la croissance de ces peuplements.

La variabilité serait-elle due à l'historique des perturbations propre à chaque site?

Nos résultats montrent que les résidus ligneux ont des effets sur la croissance des peuplements ; positifs à travers la CEC mais aussi négatifs dans le cas des billes non enfouies qui pourraient être attribués à l'interception des précipitations par ces dernières. Bien qu'on aurait pu s'attendre à trouver des volumes plus importants de bois mort sur les sites les plus productifs, ce n'était pas le cas ici. La relation négative entre la rétention en eau des rondins est probablement due au fait que ces derniers interceptent l'eau des précipitations qui n'est plus disponible pour la croissance des arbres. Harmon et Sexton (1995) ont estimé que les billes pouvaient intercepter une proportion faible mais significative des précipitations (2 à 5 %). Sur les sites à texture grossière fortement limités en eau, cette interception pourrait avoir une incidence sur la croissance.

Indépendamment de la sévérité du feu, les propriétés physiques des sols seraient déterminantes sur l'amplitude des changements des sols subissant des feux répétés (Viro,

1969; Wells *et al.*, 1979). Il existe une certaine homogénéité concernant la capacité d'échange cationique entre les 12 sites. Cela pourrait être dû aux propriétés des sols à textures grossières qui facilitent le lessivage des bases échangeables contrairement aux sols argileux qui possèdent la capacité de les retenir tant que l'équilibre chimique n'est pas atteint. Les changements dans les quantités de résidus ligneux grossiers sur le parterre forestier pourraient avoir une incidence sur la MO et par conséquent sur l'approvisionnement en éléments nutritifs et en bases échangeables des horizons sous-jacents (Hagerberg et Walander, 2001). En effet, nos résultats indiquent une relation indirecte mais forte entre le poids secs des DLG enfouis et l'IQS_{25 ans} du pin gris.

Par ailleurs, la décomposition des DLG est un processus très lent. Ceux-ci agissent comme un puits en accumulant une grande quantité de nutriments sur une longue période de temps avant de les relâcher lorsque qu'ils ont atteint un stade de décomposition avancé (Paré et Bergeron, 1996).

En forêt et dans les sols à végétation permanente, la matière organique conditionne un certain cycle biologique des éléments nutritifs ; ce qui fait qu'en absence de perturbation, une forêt vierge vit en circuit fermé car elle restitue, par ses débris ligneux et ses feuilles mortes, la majeure partie des éléments fertilisants qu'elle prélève du sol. Le maintien de la productivité, par le biais du maintien de la structure des écosystèmes forestiers, se fait sentir à long terme du fait qu'à court terme, l'élimination des DLG pourrait être positif sur le maintien de la productivité des jeunes recrues. Ceci s'explique par l'immobilisation de l'azote par les DLG lors des premières phases de décomposition (Paré et Bergeron, 1996).

Comme pour les feux, les coupes conventionnelles dans les peuplements de pin gris retireraient une quantité considérable de carbone total. Avec les régimes de coupe plus intensifs, ça peut aller autour de 38 % à 44 %. Ainsi, les sites de pin gris deviennent susceptibles à une perte de fertilité (Foster *et al.*, 1995).

L'apport en terme d'éléments nutritifs attribué aux DLG est bien connu à travers la littérature. Ce qui est par contre très peu connu est l'impact de la rétention en eau des

DLG pour la productivité des peuplements forestiers sur des sites à texture grossière. Cette étude nous a permis de faire valoir encore plus le rôle des DLG sur ces sols essentiellement.

Le modèle conceptuel du coefficient de direction ne nous a pas permis de faire ressortir le peu d'importance de la rétention hydrique par l'entremise des DLG dans la productivité du pin gris sur sols à texture grossière. Par contre, ils exercent un effet indirect sur la productivité par l'entremise de la CEC de la couverture morte. Malgré le fait qu'on ait pu démontrer statistiquement la relation de cause à effet entre la rétention et la productivité du pin gris, le maintien en proportions suffisantes de DLG dans les écosystèmes forestiers est fortement suggéré vu les multiples vocations attribuées à ces derniers.

CHAPITRE V

CONCLUSION

Il est actuellement reconnu pour le pin gris, qu'il n'est pas à son optimum de productivité sur sol à texture grossière (Béland et Bergeron, 1996, Pawluk et Arneman, 1961). Cette étude voulait apporter une contribution en vue d'une optimisation de la capacité de rétention en eau des sols forestiers grossiers par le biais du maintien des débris ligneux grossiers. Cela pourrait être possible, même si les résultats ne sont pas concluants, en adoptant les méthodes préventives de coupes adéquates pour permettre à cette composante (DLG) de jouer pleinement son rôle dans le maintien de la biodiversité et du potentiel productif des sites à textures grossières. Les coupes qui permettent de laisser les branches sur les parterres forestiers pourraient être une bonne avenue pour minimiser les effets de l'exportation d'éléments nutritifs en dehors des parterres des coupes.

Outre le maintien du potentiel productif des écosystèmes forestiers, une gestion saine des débris ligneux suite à une perturbation naturelle ou anthropique permettra le maintien de beaucoup de groupes végétaux et animaux, d'où la nécessité de revoir les méthodes utilisées dans les plans spéciaux de récupération après perturbations du ministère des ressources naturelles.

RÉFÉRENCES

- Amacher, M.C., Henderson, R.E., Breithaupt, M.D., Seale, C.L., LaBauve, J.M., 1990. Unbuffered and buffered salt methods for exchangeable cations and effective cation-exchange capacity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 1036-1042.
- Amiro, B.D, Chen, J.M. and Liu, J. 2000. Net primary productivity following forest fire for Canadian ecoregions. *Can. J. For. Res.* 30: 939-947
- Arthur, M.A. and Fahey, T.J. 1990. Mass and nutrient content of decaying boles in an Engelmann spruce - subalpine fir forest, Rocky Mountain national park, Colorado. *Can. J. For. Res.* 20: 730-737.
- Baldock, J.A., and Nelson P.N. 1999. Soil Organic Matter. Pp. B25- B167 *In* (Malcoml, Sumner Ed) *Handbook Soil Science*. CRC Press, N.Y..
- Béland, M. and Bergeron, Y. 1996. Height growth of Jack pine (*Pinus banksiana*) in relation to site types in boreal forests of Abitibi, Quebec. *Can. J. For. Res.* 26: 2170-2179.
- Bergeron, Y and Dubuc, M.1989. Succession in southern part of the Canadian boreal forest. *Vegetatio* 79: 51-63
- Binkley, D., and Richter, 1987. Nutrient cycles and H⁺ budget of ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 16: 1-51
- Brais, S. et Camiré, C. 1992. Keys to soil moisture regime evaluation for northwestern Quebec. *Can. J. For. Res.* 22: 718-724.
- Carmean, W.H. 1975. Forest site evaluation in the United States. *Adv. Agron.* 27: 209-269.
- Clark, D.F., Kneeshaw, D.D., Burton, P.J. and Antos, J.A .1998. Coarse woody debris in sub-boreal spruce forests of west-central British Columbia. *Can. J. For. Res.* 28: 284-290.
- Dansereau, P.-R. and Bergeron, Y. 1993. Fire history in the southern part of northwestern Quebec. *Can. J. For. Res.* 23: 25-32.
- Edmonds, R.L. 1987. Decomposition rates and nutrient dynamics in small-diameter woody litter in four forest ecosystems in Washington, U.S.A. *College of forest*

Ressources, AR-10, University of Washington, Seattle, WA, U.S.A.

- Environnement Canada. 1993. Normales climatiques au Canada, 1961-1990. Service de l'environnement atmosphérique. Publication du Programme climatologique canadien. Ottawa, Canada.
- Fahey, T.J., Hill, M.O, Stevens P.A., Hornung, M., and Rowland, P. 1991. Nutrient accumulation in vegetation following conventional and whole-tree harvest of Sitka spruce plantation in north Wales. *Forestry* 64: 271-288.
- Fleming, T.L., and Freedman, B., 1998. Conversion of natural, mixed-species forests to conifer plantations: Implications for dead organic matter and carbon storage. *Ecoscience* 5: 213-221.
- Foster, J.R. and G.E. Lang 1982. Decomposition of red spruce and balsam boles in the White Mountains of New Hampshire. *Can. J. For. Res.* 12: 617-626.
- Foster, N.W., Morrison, I.K., Hazlett, P.W., and Salerno, M. 1995. Carbon and nitrogen cycling within mid- and late-rotation jack pine. Pp. 355 - 375 In (McFee, W.W. and Kelly, J.M., eds). *Carbon forms and functions in forest soils*. Soil Science Society America, Madison, WI.
- Franklin, J.F. 1992. Scientific basis for new perspectives in forests and streams. Pp. 25-72 In (Naiman, R.J., ed.) *Watershed management: Balancing sustainability and environmental change*. Springer-Verlag, New York.
- Gagnon, J. 1990. Structures d'âges et succession dans des peuplements de pins gris (*Pinus banksiana* Lamb.) soumis à des régimes des feux distincts au sud de la forêt boréale en Abitibi. M.Sc. dissertation, Université du Québec à Montréal.
- Gosz, J.R, Watwood, M.E., and Fitzgerald, J.W., 1986. Sulfur processing in forest soil and litter along an elevational and vegetative gradient. *Can. J. For. Res.* 16: 689-695.
- Griffiths, R.P., Harmon, M.E., Caldwell, B.A. and Carpenter, S.E. 1993. Acetylene reduction in logs during early stages of decomposition. *Plant and Soil* 148: 53-61.
- Grove 2002 Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests Annual review of ecology and systematics. *Annu. rev. ecol. syst.* 2002. v. 33 p. 1-23.

- Hagerberg, D. and Wallander, H. 2001. The impact of forest residue removal and wood ash amendment on the growth of the ectomycorrhizal external mycelium. *FEMS Microbiology Ecology* 39: 139-146
- Harmon, M.E. and Sexton, J. 1995. Water balance of conifer logs in early stages of decomposition. *Plant and Soil* 172: 141-152
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F. J., Sollin, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D. Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K. and Cummins, K. W., 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Ecol. Res.* 15 : 133-302.
- Harvey, A.E., Larsen, M. J., and Jurgensen, M.F., 1981. Rate of woody residue incorporation into northern rocky mountain forest soil. U.S.A. Dep., Agric., For., Serv. Intermountain Forest and Range Exp. Stat., Research paper INT-282, 5 p.
- Heinselman, M.L. 1981. Fire and succession in the conifer forests of the Northern North America. Pp. 364-406. *In* (West, D. C., Shugart, H. H. and D. B. Botkin (éds)). *Forest succession : concept and applications*. Springer-Verlag, New-York.
- Hély, C., Bergeron, Y. and Flannigan. M.D. 1999. Coarse woody debris in the southeastern Canadian boreal forest: composition and load variations in relation to stand replacement. *Can. J. For. Res.* 30: 674-687.
- Hutto, R.L, 1995. Composition of bird communities following stand-replacement fires in northern Rocky Mountain (U.S.A.) conifer forests, *forests Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*. *Conserv. biol.* Oct 1995. v. 9 (5) p. 1041-1058
- Klute ,A. 1986. Water retention : Laboratory methods. Pp. 635-662 *In* (A. Klute (ed)). *Methods of soil analysis, Part 1. Physical and mineralogical methods*, 2nd Ed. ASA, Madison, WI, pp. 635-662
- Laiho, R and Prescott, C.E. 1999. The contribution of coarse woody debris to carbon, nitrogen, and phosphorus cycles in three Rocky Mountain coniferous forests. *Can. J. For. Res.* 29: 1592-1603.
- Lambert, R.L, Lang, G.E., and Reiners,. W.A. 1980. Loss of mass and chemical change in decaying boles of a subalpine baslam fir forest, *Ecology* 61: 1460-1473.

- Legendre, L. and Legendre, P. 1998. Numerical ecology. Second English edition. Developments in environmental modeling, No 20, Elsevier, N.Y., 853 p.
- McFee, W.W., and Stone, E.L., 1966. The persistence of decaying wood in the humus layers of northern forests. *Soil Sc. Soc. Amer. Proc.* 30, 513-516
- MacMillan, P.C 1988. Decomposition of coarse woody debris in an old-growth Indian forest. *Can. J. For. Res.* 18: 1353-1362.
- Masamichi, T., Yoshimi, S., Reiko, O., and Masao, S., 2000. Establishment of tree seedlings and water-soluble nutrients in coarse woody debris in an old-growth Picea-Abies forest in Hokkaido, Northern Japan. *Can. J. For. Res.* 30: 1148-1155
- Marra J. L and Edmond R.L. 1994. Coarse woody debris and forest floor respiration in an old growth coniferous forest on the Olympique Peninsula, Washington, USA. *Can. J. For. Res.* 24: 1811-1817
- N'dayegamiye, A. and Angers, D.A. 1993. Organic matter characteristics and water-stable aggregation of a loam after 9 years of wood-residue applications. *Can. J. Soil Sci.* 75: 115-122.
- Newton, P.F. and Weetman, G.F. 1994. Stand density management diagram for managed black spruce stands. *The Forestry chronicle.* 70, no. 1 (Jan/Feb 1994.): p. 65-74.
- Paré, D. and Bergeron, Y. 1996 Effect of colonizing tree species on soil nutrient availability in a clay soil of the boreal mixedwood. *Can. J. For. Res.* 26: 1022-1031
- Pawluk, S and Arneman, H.F. 1961. Some forest characteristics and their relationship to jack pine growth. *Forest Science* 7: 160-172.
- Perry, D.A. and Amaranthus, M.P. 1997. Disturbance, recovery, and stability Pp. 31-56 In (K.A. Kohm and J.F. Franklin (eds)). *Creating a forestry for the 21st century. The Science of ecosystem management* Island Press. Washington, DC.
- Rawinski, J.J., Bowles, J.A. and Noste, N.V., 1980. Soil properties related to coniferous seedling height growth in northern Wisconsin. *USDA Forest Service Research Note, NC.* 1980, No. 254, 3p.
- Rondeux, J., 1993. *La mesure des arbres et des peuplements forestiers.* Presses ergonomiques de Gembloux, Gembloux, 521 p.

- Samuelsson, J., Gustafsson, L., Ingelög, T., 1994. Dying and dead trees. A review of their importance for biodiversity. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala, 109 p.
- Sands, R., Greacen, E.L., and Gerard, C.J. 1979. Compaction of sandy soils in Radiata pine forests. A penetrometer study. Aust. J. Soil Res. 17: 101-113.
- Sokal, R.R., and Rohlf, F.J., 1981. Biometry : The principles and practice of statistics in biological research. 2nd ed. Freeman, San Francisco, 359 p.
- Spurr, S.H. and Barnes, B.V. 1980. Forest ecology. 3rd ed. John Wiley et Sons, New York.
- Spies T. A, and Franklin J. F. 1988. Old growth and forest dynamics in the douglas-fire Region western Oregon and Washington. Natural areas J. 8: 190-201
- Stevens, V. 1997. The ecological role of coarse woody debris : an overview of the ecological importance of CWD in B.C. forests. Res. Br., B.C. Min. For., Victoria, B.C. Work. Pap. 30.
- Titus, B.D., Roberts, B.A. and Deering, K.W. 1997. Soil solution concentrations on three white birch sites in central Newfoundland following different harvesting intensities. Biomass and Bioenergy 13: 313-330.
- Van Wagner, C.E. 1982. Practical aspects of the line intersect method. Petawawa National Forestry Institute, Can. For. Serv. Inf. Rep. PI-X-12.
- Veillette, J. 2000. Abitibi-Témiscamingue, de l'emprise des glaces un foisonnement d'eau et de vie: 10000 ans d'histoire. Sainte Foy: Editions Multi-monde 2000, 159 p
- Viro, P.J. 1969. Prescribed burning in forestry. Communicationes institute Forestalis Fenniae No 67, Helsinki. 49 p.
- Wells, C.G. Campbell, DeBano, L.F., Lewis, C. E., Frederiksen, R.L., Franklin, E.C., Froelich, R.C. et Dunn, P. H. 1979. Effet of fire on soil. General technical Report WO -7, U.S. Departement of agriculture, Forest service. 34 p.
- Weber, M.G., Methven, I. R., and Van Wagner, C.E. 1985. The effect of forest floor manipulation on nitrogen status and tree growth in an eastern Ontario jack pine ecosystem. Can. J. For. Res. 15 : 313-318.

Zarnovican, R. 1985. Analyse de tige : une méthode a découvrir. Naturaliste Can. 112: 253-260.